Environment Canada
Environmental Protection Service

Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Light Duty Vehicle Emissions and the Oxidants Issue in Canada

Environment Canada
Environnement Canada

2029206F VOL 199 0 240599
EXL # 001
REPORT EPS 2/TS
OCRR

Report EPS 2/TS/3
May 1984

Canada

1885 1985

-06927

National Parks Centennial
1885
1985
Centenaire des parcs nationaux
1885–1985:
100 years of Heritage Conservation
Canada s first national park was established in 1885 at Banff, Alberta. Today there are national parks and national historic parks in every province and territory. The National Parks Centennial is an occasion to renew our commitment to preserve examples of our heritage unimpaired for the benefit of all Canadians.

LIGHT DUTY VEHICLE EMISSIONS AND THE OXIDANTS ISSUE IN CANADA

Pollution Measurement Division
Environmental Protection Service
Environment Canada

Report EPS 2/TS/3
May 1984

NOTICE

Any comments regarding the contents of this report should be directed to:

Mr. V. Shantora
Industrial Programs Branch
Environmental Protection Service
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 1C8

© Minister of Supply and Services Canada 1984
Cat. No. En 1-2 TS 3 E
ISBN 0-662-53069-1
BEAUREGARD PRESS LIMITED

LIGHT DUTY VEHICLE EMISSIONS AND THE OXIDANTS ISSUE IN CANADA

prepared by

Pollution Measurement Division
Environmental Protection Service
Environment Canada

1 Ozone Impacts in Canada

Of all the routinely monitored air pollutants in Canada, it is ozone that gives the most cause for concern. In a number of urban and rural areas of Canada, measured levels are frequently exceeding those concentration values that have been demonstrated to have adverse effects on human health, crop productivity and forest growth.[1]

Canada can be divided into four zones of ozone impact based on the frequency of occurrence of levels in excess of the federal one-hour acceptable and tolerable air quality objectives and on the mean ozone concentration during the growing season.

(a) The south-western portions of Ontario and Quebec (i.e., the corridor stretching from Windsor to Quebec City). The one-hour tolerable air quality objective for ozone is regularly exceeded, and mean growing season concentrations are above the threshold for forest and crop effects[2,3]. Approximately 40% of Canada's population resides within this zone and the commercial value of ozone-sensitive crops growing in Ontario alone exceeds $650 M.

(b) Vancouver and the lower Fraser Valley. The one-hour tolerable air quality is frequently exceeded[4]; mean growing season concentrations are above the threshold for forest and crop effects. Maximum hourly concentrations have reached 265 ppb, a concentration higher than the Los Angeles first-stage episode level at which health advisories are issued.

(c) The provinces of Nova Scotia and New Brunswick. The one-hour acceptable air quality objective is frequently exceeded and the one-hour tolerable objective is occasionally exceeded.[5] Mean growing season concentrations are close to but below the threshold for crop and forest effects although the current monitoring data base is limited.

(d) The remainder of Canada. The one-hour acceptable air quality objective for ozone has been exceeded at most urban sites where monitoring has been carried out.[6] Exceedances are expected at rural sites, based on U.S. data, but little monitoring has been carried out.

Given that concentrations of ozone in major areas of Canada are unacceptable because of health and economic effects, consideration must be given to control actions. Development of an optimum ozone control strategy, however, must take into account precursor emission sources, photochemical formation mechanisms and meteorological influences.

2 Source/Receptor Relationships

Photochemical oxidant pollution was thought at first to be strictly an urban problem and early studies focused mainly on the Los Angeles basin.[7] In more recent years it was discovered that elevated ozone concentrations also occur in rural areas and that ozone episodes can occur over regional scales approaching 1000 km.[8,9,10,11] Regional episodes have also been shown to be associated with specific synoptic scale meteorological conditions.[12,13] Ozone concentrations measured at any location can be the result of the superposition of ozone originating from a number of different sources including ozone from natural sources, ozone from urban plumes and ozone undergoing long range transport from distant source regions.[14] Within Canada, southwestern Ontario and Quebec are most affected by long range transport ozone episodes with ozone transport from the United States strongly implicated. Elevation of the regional ozone concentration occurs downwind of Toronto and Montreal,[12,13] due to precursor emissions from those cities. In the Maritimes long range transport of ozone is the dominant mechanism leading to ozone episodes, with local emissions playing an apparently insignificant role.[5] In Vancouver and the Fraser Valley, emissions from Vancouver are the major contributor to the ozone problem.[4]

2.1 Precursor to Photochemical Oxidant Formation. Ozone is a secondary pollutant formed primarily from emissions of volatile compounds (VOC) and nitrogen oxides (NO_x) although other compounds such as carbon monoxide (CO) play a role. The total amount of oxidant formed depends on the amount of organic reactants available. These can transform nitric oxide to nitrogen dioxide, and thus disrupt the NO_2-NO-O_3 equilibrium that would otherwise exist. The photochemical formation processes producing ozone also generate a number of other secondary reaction products such as hydrogen peroxide, nitric acid, formaldehyde, peroxyacetyl nitrate (PAN), etc. Because ozone can be measured more easily than the other photochemical products, ozone concentrations are used as an indicator or surrogate for all oxidant compounds.

The majority of emissons of both NO_x and VOC in Canada come from the transportation sector, with light duty vehicles the largest single contributor.[15] Within the major metropolitan areas light duty gasoline vehicles contribute 25 to 40% of the total VOC and NO_x emissions (see Tables 1 and 2). Other major sources of VOCs include petroleum refining and marketing, heavy duty vehicles and application of surface coatings. Other major sources of NO_x include thermal power, industrial and commercial fuel combustion and diesel-fuelled engines.

TABLE 1 PERCENTAGE OF TOTAL VOC EMISSIONS BY SOURCE SECTOR (1978)

Source Sector	Vancouver	Toronto	Montreal
Transportation			
Light Duty Vehicles	38%	40%	27%
Heavy Duty Vehicles	11	8	4
Other	9	7	5
Fuel Combustion	1	1	1
Industrial Processes			
Petroleum Refining	12	5	31
Other	2	4	7
Miscellaneous			
Gasoline Marketing	14	16	12
Surface Coatings	7	11	7
Other	6	8	6
TOTAL EMISSIONS (t/y)	95 700	176 500	224 500

Studies conducted in a number of airsheds in Canada and the United States have indicated that relatively large reductions in precursor emissions would be needed to achieve compliance with air quality objectives. For example, in Los Angeles it has been calculated that an 85% reduction in VOC emissions would be required to achieve the U.S. standard of 0.12 ppm. Current control efforts in the Los Angeles basin will result in only a 33% reduction in VOC emissions and a 23% reduction in NO_x emissions by 1987.

TABLE 2 PERCENTAGE OF TOTAL NO_x EMISSIONS BY SOURCE SECTOR (1978)

Source Sector	Vancouver	Toronto	Montreal
Transportation			
Light Duty Vehicles	34%	27%	25%
Heavy Duty Vehicles	11	6	5
Diesel Engines	23	19	23
Other	12	8	7
Fuel Combustion			
Power Generation	1	16	1
Other	16	21	29
Industrial Processes			
Petroleum Refining	3	3	8
Other	-	-	1
TOTAL EMISSIONS (t/y)	68 900	165 500	142 300

However, this level of control is expected to reduce the number of first stage episodes by 27% and reduce peak ozone levels from 400 ppb to 290 ppb.[16,17]

To achieve the required VOC and NO_x reductions in any air shed, mobile source emission reductions must be an integral part of the overall control plan. Generally, VOC controls are less expensive to implement than NO_x controls[18] but of the available NO_x control options, mobile source controls are generally the most cost-effective. For VOC control options, the relative cost-effectiveness of mobile source controls depends largely on the nature of the other emission sources in the area. Generally, mobile source controls are of the same cost magnitude as other major source VOC control options.

2.2 Photochemical Models. A well designed emission inventory is required to provide the information needed to make decisions regarding air management strategies. However, it is only in combination with a mathematical treatment of the processes of dispersion, transport and chemical transformation (i.e., a model) that a link between changes in source emissions and measured receptor concentrations can be made.

Models may be broadly classified on the basis of the spatial scale (i.e., urban or regional) which they treat, and according to the complexity of the mathematical treatment of the processes of dispersion, transport and chemical transformation. The more complex a model, the more detailed the input data must be.

Because U.S. control strategies have focused on urban areas, it is urban scale models that have been most generally applied in studies of oxidant control strategies.[19] However, most urban scale models do not address multiple day episodes within the urban area or down-wind effects of the urban area emissions. Further, there appears to be no general acceptance of quantitive model outputs, even for intensely studied areas such as St. Louis and Los Angeles.[20,21] In spite of this, the urban scale models have been the basis for U.S. control strategy implementation plans.[22,23]

Regional scale and long range transport (LRT) models for ozone, incorporating all required elements of transport, diffusion, daytime and nighttime photochemistry, etc., are not yet available, although a number are under development.[24,25] These models are clearly needed for realistic control strategy development in areas affected by transported ozone but it will be a number of years before they can be applied and the outputs studied.

The major problem regarding the application of any model in Canada, be it urban or regional, is the lack of an adequate data base. A major effort will be needed to improve emission and ambient monitoring information especially for VOCs. However, available models could be adapted and applied to give an indication of the effect of control actions rather than to determine a quantitative source/receptor relationship.

3 Control Strategy Development

A Canadian control strategy for ozone and other photo-chemical pollutants should be geared towards reducing concentrations in the two most impacted areas of Canada, namely the Vancouver-Fraser Valley region and the Windsor-Quebec City corridor.

An optimum control strategy will have to recognize the different nature of the ozone problem in each area. As noted earlier, the Vancouver ozone problem stems from locally generated emissions. In general, maximum concentrations occur on days when stagnant synoptic meteorological conditions and high inland temperatures cause the sea-breeze. Emissions from the downtown and suburban areas are transported east by the light sea-breeze flow. Maximum concentrations occur at the most eastern monitoring stations. The extent of the downwind effects of Vancouver emissions on crop growing areas of the Fraser Valley is not currently known nor are the influences of day-to-day

carryover of ozone and precursors during multi-day episodes. Visibility reduction is also a significant feature of ozone episodes in the area.

For the Windsor-Quebec City corridor, long range transport of ozone is often a dominant factor in measured concentrations. Episodes frequently encompass a large part of the region and can include New York state. The existence of an ozone "bulge" downwind of Toronto has been well documented and it can be anticipated that a "bulge" also exists downwind of Montreal. Ozone episodes usually occur with a stationary high over the eastern seaboard of the U.S. Flows are from the southwest with moderate to strong winds. Trajectory analyses indicate that major U.S. source regions include Michigan, Ohio, Indiana, New York and Pennsylvania. Air masses moving to Montreal often pass through Ontario.

Although the nature of episodes in the two regions is different, data analysis clearly shows that high ozone levels are occurring frequently and that the severity and duration of ozone episodes pose real threats to human health and property. Data trends do not indicate any amelioration of the situation and positive actions to improve the air quality of the regions are indicated.

As discussed earlier, the only quantitative way of linking planned emission reductions to reduced oxidant impacts is through the application of a model. Clearly, models are required for each area which can replicate ozone episode conditions and show the effect of abatement strategies. Unfortunately, as has been noted, directly applicable models are not available nor are the emissions and air measurement data bases adequate to support model development. The models and data bases will in fact require at least six to seven years to complete even if high priority and significant resources were to be assigned immediately. It appears that any contemplated control strategies will have to address the qualitative aspects of source receptor relationships rather than the quantitative aspects. In this context, it is worthwile to examine some of the controversies surrounding the selection of an optimum control strategy for ozone.

3.1 NO_x vs VOC Control. Since both NO_x and VOC emissions are implicated as precursors of photochemical oxidants, it would be logical to assume that control of both would be the most effective way of reducing oxidant concentrations. Unfortunately, the situation is not that simple and a good deal of controversy revolves around the choice of VOC control, NO_x control, or both VOC and NO_x control as an optimum strategy.[26]

Essentially, the entire scientific community agrees that reducing VOC concentrations will reduce ozone levels. The U.S. Environmental Protection Agency's policy,

developed in 1971 and updated in 1976, was to control VOC alone to reduce oxidants.[23] NO_x controls were adopted for the sake of reducing NO_x effects and not necessarily because of NO_x influence on photochemical oxidants. The VOC-only control policy, however, was based on the premise that oxidants were an urban air pollution problem and that local ozone concentrations were the result of local precursor emissions. The discovery of the rural ozone problem and the link between urban emissions and rural ozone concentrations through long range transport changed the picture entirely. Clearly, urban control strategies could not be addressed independently of the rural and regional effects of these strategies.

A great deal of effort, especially since 1976, has been expended in the U.S. to determine the effectiveness of implemented and planned control strategies. Studies have been carried out in the field and in smog chambers with a variety of results, claims and counter-claims. The most widely accepted beliefs can be summarized as follows:

1) For single-day urban episodes caused by locally generated emissions, VOC control alone is the most effective way to reduce ozone for urban atmospheres with typical VOC/NO_x concentrations. Reductions in VOC will not cause a linear decrease in ozone.[27]

2) For single-day episodes, NO_x reductions at constant VOC concentrations can at certain VOC/NO_x ratios lead to increased ozone concentrations within urban areas.[28] NO_x emissions initially act as an ozone scavenger and zones of ozone depletion exist near large NO_x sources such as roadways. The zone of depletion is small but probably affects a large number of current ozone monitoring sites. NO_x increases will delay the formation of the ozone maximum and may displace the zone of maximum concentration to a further downwind location.[29,30]

3) For multi-day episodes the situation is not clear, with the general feeling that VOC controls will have less impact on ozone maximums within an urban area and even less impact downwind. Multi-day episodes are much more difficult to simulate and/or model. The effect of NO_x controls on multi-day eposides is very uncertain.[31]

4) Reducing NO_x in urban areas will likely reduce ozone concentrations in downwind rural areas. At high VOC/NO_x ratios such as those existing in most rural areas ozone producton is limited by the amount of NO_x available.[31]

5) For transport situations where incoming ozone concentration to the urban area to be controlled are high, VOC or NO_x reductions will have little effect within the urban

area but should reduce ozone maximums downwind. Regional reductions in VOC and NO_x should reduce the ozone forming potential of transported air masses.[31,32,33,34]

6) NO_x and VOC reductions will reduce the concentrations of secondary products such as sulphates, PAN, nitric acid, acrolein and nitrosamines within and downwind of an urban emission area.[31,33,34] Initial NO_x has been shown to be transformed almost entirely into PAN and nitric acid at rates up to 16-19%/h.[35,36]

Scientific agreement on optimum control strategy is prevented in large part by disagreements on the limitations of modelling and lab experiments (field and lab studies often do not agree) and because of incomplete characterization of many photochemical reaction initiators, intermediaries and products.[37] The photochemical and meteorological parameters affecting ozone formation are numerous and complex and many are beyond our measurement capabilities. Lack of adequate historical emission inventory data has hampered efforts to correlate emission trends with ambient concentration trends[24,38] and lack of studies on the health and environmental impact of photochemical pollutants other than ozone hampers efforts to address the impact of control of these in any cost-benefit analysis.[39,40]

3.2 Stratospheric Ozone. The issue of stratospheric ozone contributions to the ozone problem in urban and rural areas must be addressed for the purpose of more accurately estimating the benefits to be derived from anthropogenic emission reductions.

There is no question that injections of ozone-rich air from the stratosphere can cause elevations of ground level ozone concentrations which can at times cause the hourly air quality objective for ozone to be exceeded.[41,42,43] These instances, however, are rare and isolated occurrences. More typially stratospheric ozone contributes less than 35 ppb to the daily average ozone burden and 20-45 ppb to maximum hourly averages (i.e., 30% of maximum tolerable hourly concentration level).[41,42,43] Although stratospheric ozone alone rarely causes levels in excess of air quality objectives, there is speculation that it can initiate photochemical reactions and should be included in model simulations.

3.3 Biogenic Organic Emissions. Rural oxidant concentrations were at first ascribed to organic emissions from vegetation. Early attempts at emission inventories indicated that on a continental basis, biogenic organic emissions were considerably larger than those from man-made sources.[44,45] The finding that terpenes were highly reactive also led some researchers and politicians to the conclusion that the ozone problem was due to natural emissions.[46] As in the case of stratospheric ozone, an answer to the

question of the importance of biogenic emissions is needed to estimate the benefits of anthropogenic emission controls.

The current state of knowledge regarding this issue can be summarized as follows:

1) Current biogenic organic emission estimates are probably overpredicted[47]; calculated emissions do not agree with ambient air measurements. Ambient measurements are considered more reliable.[48,49]
2) All areas that have been investigated showed very low levels of biogenic hydrocarbons. Biogenic organics are not significant in urban areas.[48,49]
3) Biogenic organics are of a comparable reactivity to a typical urban mix of anthropogenic organics. Rural areas are low in NO_x and ozone is not likely to form through photoxidation of biogenic organics. They may act as ozone sinks rather than sources.[46,50,51]
4) Biogenic organic emissions may be relevant during long range transport of polluted air mass and should be addressed in any long range transport model for ozone.

3.4 Transport. The concept of long range transport of ozone is now generally accepted by the scientific community. Ozone aloft, in the absence of fresh precursor emissions or contact with the ground is quite stable and can be transported for considerable distances.[5] The occurrence of regional eposides of elevated ozone are well documented especially in the northeastern part of the United States and Canada.[3,4,8,14]

The phenomenon of ozone transport is of course important in explaining rural ozone and in determining the necessity for regional control strategies. Although transport is accepted, it is not perfectly understood and a number of important questions remain related to the maximum range of ozone transport and the influence of fresh local emissions on ozone maximums during transport.[22]

3.5 Selection of a Control Strategy. Natural ozone concentrations resulting from stratospheric injections and photo-oxidation of biogenic emissions contribute approximately 35 ppb to long-term average ozone concentrations and do not normally play a significant role in the formation of peak ozone conentrations in urban and rural areas. Progress towards attainment of air quality objectives will only be possible through anthropogenic emission controls.

Because most of eastern Canada is subject to long range transport of ozone, with local emissions adding to the ozone burden, the optimum strategy should include control of both local NO_x and VOC emissions. As noted in Section 3.1 this strategy would

have the most impact on reducing rural ozone levels, on reducing the concentrations of other reaction products such as nitric acid, sulphates and PAN and on reducing the effect of a province's emissions on downwind areas. If both NO_x and VOC emissions were controlled, there would be no urban area increases in ozone which would be thereotically possible with NO_x control alone. Reductions in U.S. NO_x and VOC emissions also appear warranted to reduce impacts in eastern Canada; however, it must be noted that U.S. emission standards for NO_x and VOC for both mobile and stationary sources are already more stringent than those in Canada. The U.S. appears to be moving away from a strictly urban-oriented oxidants control strategy to a more regional strategy that will address rural effects.

For the other most affected area of Canada, the Vancouver-Fraser Valley, reduction of both VOC and NO_x emissions would appear to be the most effective approach. Again no local urban increases in ozone should result.

4 Summary

It has been noted that, based on our knowledge of measured ozone concentrations and demonstrated effects, photochemical oxidant air pollution is an issue of immediate concern in the Canadian environment. It is also apparent from the foregoing discussions that any attempts at the present time to quantitatively relate precursor emissions to changes in receptor concentrations are not likely to succeed. Quantitative answers may be available in 6 to 10 years but it is unlikely that even these will be free of doubt or uncertainty. Given the time required to implement most control measures (5 to 10 years) a decision at this time to not take any action to reduce ozone concentrations would imply another 10 to 20 years of current or increased effects. It is felt that there is enough evidence available now to take action based on the qualitative aspects of source/receptor relations for ozone. The most logical course of action, especially for eastern Canada, is to reduce both NO_x and VOC precursors and hence reduce the photochemical oxidant impact due to local emissions. The reduction of ozone will be only one benefit of reducing emissions; the reduction of a host of other photochemical products such as nitric acid, PAN, nitrates, sulphates, aldehydes and organic acids should also occur.

Because the light duty gasoline vehicle is the largest single-sector contributor to total VOC and NO_x emissions in Canada, control of this sector must be addressed as part of any overall control strategy. However, the control of this source alone will not reduce ozone concentrations to acceptable levels throughout the major impact areas. For

Vancouver, a major reduction in emissions of VOC and NO_x from all sources will be needed, a reduction likely beyond the capability of present best practical control technology. For southeastern Canada, an intensified U.S. control effort for VOC and NO_x as well as reductions in domestic emissions will be needed. Even though reductions in emissions of VOC and NO_x from light duty vehicles will not by themselves result in achievement of ozone air quality objectives, they will reduce ozone peak concentrations and mitigate ozone effects.

References

1. Kolomeychuk, R.J., K.L. Yeager, and A. Yassi, "Effects of Automotive Emissions" (1983), Report to EPS, Environment Canada (unpublished).

2. Shenfeld, L., D. Yap, and J. Kurtz, "Long Range Transport of Ozone into and Across Southern Ontario", Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

3. Concord Scientific Corporation, "Montreal-Quebec City Oxidants Study", CSC Report 110.255WP to Environmental Protection Service, Environment Canada (1983).

4. Concord Scientific Corporation, "Vancouver Oxidant Study - Air Quality Analysis", CSC Report 110.127 to Environmental Protection Service, Environment Canada (1982).

5. Concord Scientific Corporation, "New Brunswick-Nova Scotia Oxidants Study", CSC Report 110.229 to Environmental Protection Service, Environment Canada (1983).

6. Environment Canada, Environmental Protection Service, "National Air Pollution Surveillance Network Annual Reports", 1970-82.

7. Altshuller, A.O. and J.J. Bufalini, "Photochemical aspects of air pollution: a review", Environmental Science and Technology 5: 39 (1971).

8. Wolff, G. and P. Lioy, "Development of an Ozone River Associated with Synoptic Scale Episodes in the Eastern United States", Environmental Science and Technology 14: 1257-1260 (1980).

9. Wolff, G.T., P.J. Lioy, G.D. Wight, R.E. Meyers, and R.T. Cederwall, "An investigation of long range transport of ozone across the Midwestern and Eastern United States", Atmospheric Environment 44: 1257-1260 (1977).

10. Wight, G.D., G.T. Wolff, P.J. Lioy, R.E. Meyers, and R.T. Cederwall, "Formation and Transport of Ozone in the Northeastern Quadrant of the United States", Air Quality and Atmospheric Ozone, ASTM STP 653, American Society for Testing and Materials (1978).

11. Evans, G., P. Finkelstein, B. Martin, N. Possiel, and M. Graves, "Ozone measurements from a network of remote sites", Journal of the Air Pollution Control Association 33 (4): 291-297 (1983).

12. Mukammal, E.I., H.H. Neumann, and T.J. Gillespie, "Meteorological conditions associated with ozone in southwestern Ontario, Canada", Atmospheric Environment 16: 2095-2106 (1982).

13. Vukovich, F.M., W.D. Back, Jr., B.W. Crissman, and W.J. King, "On the relationships between high ozone in the rural surface layer and high pressure systems", Atmospheric Environment 11: 967-983 (1977).

14. Spicer, C.W., D.W. Joseph, P.R. Sticksel, and G.F. Ward, "Ozone sources and transport in the northeastern United States", Environmental Science and Technology 13: 975-985 (1979).

15. Environment Canada, Environmental Protection Service, "A Nationwide Inventory of Emissions of Air Contaminants (1976)", Environmental Protection Service Report EPS 3-AP-80-1 (1981).

16. South Coast Air Quality Management District, Planning Division, "Level III EKMA Ozone Modeling Screening Analysis for 1982 Air Quality Management Planning Revision in the South Coast Air Basin (Draft)" Technical Paper No. 6. Air Quality Management Planning Division (1982).

17. Southern California Association of Governments, "Draft Air Quality Management Plan". 2982 Revision. Draft Appendix No. VI-A: Ozone Analysis for the South Coast Air Basin. 1982 Air Quality Management Planning Revision," South Coast Air Quality Management District (1982).

18. Organization for Economic Cooperation and Development, "Development of Photochemial Oxidants Control Strategies Within an Urban Airshed. Draft Final Report", Environment Directorate, Air Management Policy Group ENV/AIR/82.6 (1983).

19. U.S. Environmental Protection Agency, "The Use of Photochemical Models in Urban Ozone Studies", Office of Air Quality, Planning and Standards, EPA 450/4-79-025 (1979).

20. Pitts, J.N., Jr., A.M. Winer, R. Atkinson, and W.P.O. Carter, Comments on "Effect of Nitrogen Oxide Emissions on Ozone Levels in Metropolitan Regions" (W.B. Innes), "Effect of NO_x Emission Rates on Smog Formation in the California South Coast Air Basin" (D.P. Chock, A.M. Dunker, S. Kuman and C.S. Sloane) and "Effect of Hydrocarbon and NO_x on Photochemical Smog Formation under Simulated Transport Conditions" (W.A. Glasson). Replies by the authors. Environmental Science and Technology 17 (1): 54-63 (1983).

21. Schere, K.L. and J.H. Shreffler, "Final Evaluation of Urban-Scale Photochemical Air Quality, Simulation Model", U.S. Environmental Protection Agency Report (1982).

22. Dimitriades, S. and A.P. Altshuller, "International Conference on Oxidant Problems: Analysis of the Evidence/Viewpoints Presented", JAPCA 27 (4): 299-307 (1977).

23. U.S. Environmental Protection Agency, "Example Control Strategy for Ozone. Volume I: General Guidance for Nonattainment Areas", Guidelines Series, Office of Air Quality, Planning and Standards. EPA 450/2-79-002a, OAQPS No. 2.2-120. Research Triangle Park, North Carolina (1979).

24. U.S. Environmental Protection Agency and Organization for Economic cooperation and Development, "International Conference on Long Range Transport Models for Photochemical Oxidants and their Precursors", RPT, N.C. Apr. 12-14 1983.

25. Lamb, R.G., "A Regional Scale (1000 km) Model of Photochemical Air Pollution. Part I: Theoretical Formulation", Unpublished Report (1982).

26. U.S. Environmental Protection Agency, "International Conference on Oxidants, 1976: The Issue of Optimum Oxidant Control Strategy", U.S. EPA/600/3-77-120 (1977).

27. Dodge, N.C., "Combined Use of Modeling Techniques and Smog Chamber Data to Derive Ozone Precursor Relationships", U.S. EPA-6003-77-0016 (1977).

28. Innes, G. "Effect of nitrogen oxide emissions on ozone levels in metropolitan regions", Environmental Science and Technology 15: 904 (1981).

29. Dimitriades, B., "An alternative to the Appendix-J method for calculating oxidant and NO_2 related control requirements", Presented at the International Conference on Photochemical Oxidant Pollution and Its Control, EPA 600/3-77-001, Raleigh, North Carolina (1976).

30. Dimitriades, B., "Oxidant Control Strategies, Part I. Urban oxidant control strategy derived from existing smog chamber data", Environmental Science and Technology 11: 80 (1977).

31. Singh, H.B., "Survey of the Role of NO_x in Non-urban Ozone Formation", U.S. EPA Report 450/4-79-035 (1979).

32. Dabbert, W.F. & H.B. Singh, "A Preliminary Investigation of the Effectiveness of Air Pollution Emergency Plans", Int. Conf. Ox Poll., Proc 2:837-848, U.S. EPA, RTP, N.C. 1977.

33. Graedel, T.E., L.A. Farrow, and T.A. Weber, "Urban kinetic chemical calculations with altered source conditions", Atmospheric Environment 12: 1403 (1978).

34. Cleveland, W.S. and T.E. Graedel, "Photochemical air pollution in the Norteastern United States," Science 204 (4399): 1373 (1979).

35. Clavert, J.G., and W.R. Stockwell, "Acid generation in the troposphere by gas-phase chemistry", Environmental Science and Technology 17 (9): 428-443 (1983).

36. Spicer, C.W., "Nitrate/Precursor Relationships in Urban Air - A Smog Chamber Invetigation", Environmental Science and Technology 16 (1982).

37. Finlayson, B.J., and J.N. Pitts, Environmental Science and Technology 7.75 (1977).

38. Davis N., and J. Trijonis, "Historical Emissions and Ozone Trends in the Houston Area", U.S. EPA - 600/3-81-027 (1981).

39. Pitts, J.N., "Keys to Photochemical Smog Control", Environmental Science and Technology 11(5), 456-461 (1977).

40. U.S. Environmental Protecton Agency, "Conference on Biomedical Effect of Ozone and other Photochemical Pollutants", Pinehurst, N.C. 1982.

41. Singh, H.B., W. Viezee, W.B. Johnson, and F.L. Ludwig, "The impact of stratospheric ozone on tropospheric air quality", Journal of the Air Pollution Control Association 30: 109 (1980).

42. Viezee, W. et al, "Stratospheric Ozone in the Lower Troposphere: Assessment of Downward Flux and Ground Level Impact", Atmospheric Environment 17 (10): 1979-1983 (1983).

43. Chung Y.S. and T. Dann, "A Literature Review of Ozone in the Atmosphere and an Interpretation of Exceptionally High Values of Surface Ozone Recorded at Regina, Saskatchewan", Environment Canada (1983).

44. Environment Canada, Air Pollution Control Directorate, "National Inventory of Natural Sources and Emissions of Organic Compounds" (1981).

45. Rasmussen, R.A., and F.W. Went, "Volatile Organic Material of Plant Origin in the Atmosphere", Proceedings National Academy of Science 53: 215 (1965).

46. Arnst, R.R., W.B. Peterson, R.L. Seila, and B.W. Gay, Jr., "Estimates of α-pinene Emissions from a Loblolly Pine Forest using an Atmospheric Diffusion Model", Atmospheric Environment 16: 2127 (1982).

47. U.S. Environmental Protection Agency, "Impact of Natural Hydrocarbons on Air Quality", Environmental Sciences Research Laboratory. EPA 600/2-80-086 (1980).

48. Arnst et al, "Biogenic Hydrocarbon Contributions to the Ambient Air of Selected Areas", U.S. EPA 600/3-80-023 (1980).

49. Dimitriades, B., "The role of natural organics in photochemical air pollution. Issues and Research", Journal of the Air Pollution Control Association 31 (3): 229-234 (1981).

50. Dodge, N.C., "A Modelling Study of the effect of Biogenic Hydrocarbons on Rural Ozone Formation", Jour. of Env. Sci. and Health (1980).

51. Lloyd, A.C., R. Atkinson, F.W. Lurman, and B. Nitta, "Modelling potential ozone impacts from natural hydrocarbons, Part I and Part II", Atmospheric Environment 17 (10): 1951-1963 (1983).

52. Hov. O., E. Hesstvedt, and I.S.A. Isakesen, "Long-range transport of tropospheric ozone", Nature 273: 341-344 (1978).

Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Environment Canada
Environmental Protection Service

Émissions de véhicules légers et la question des oxydants au Canada

Rapport SPE 2/TS/3
Mai 1984

1885 1985

Canada

Centenaire des parcs nationaux

1885

1985

National Parks Centennial

1885 – 1985 : 100 ans de conservation du patrimoine

Le premier parc national du Canada a été aménagé en 1885, à Banff en Alberta. Aujourd'hui il y a des parcs nationaux et des parcs historiques nationaux dans chaque province et territoire. Le centenaire des parcs nationaux représente l'occasion de réaffirmer le désir de préserver notre patrimoine au profit de tous les Canadiens.

ÉMISSIONS DE VÉHICULES LÉGERS ET LA QUESTION DES OXYDANTS AU CANADA

Division de la mesure de la pollution
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada

Rapport SPE 2/TS/3
Mai 1984

AVIS

Tout commentaire relatif au présent rapport doit être adressé à:

M. V. Shantora
Direction des programmes industriels
Direction générale des programmes de protection
de l'environnement
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1984
N° de cat. En 1-2/TS/3F
ISBN 0-662-53069-1
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

ÉMISSIONS DE VÉHICULES LÉGERS ET LA QUESTION DES OXYDANTS AU CANADA

préparé par la

Division de la mesure de la pollution
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada

1 Incidences de l'ozone au Canada

Parmi tous les polluants atmosphériques contrôlés de façon habituelle au Canada, l'ozone est celui qui suscite le plus de préoccupations. Dans un certain nombre de régions urbaines et rurales canadiennes, les concentrations mesurées dépassent fréquemment les valeurs qui ont des effets nuisibles démontrés sur la santé humaine, la productivité des cultures et la croissance des forêts[1].

On peut diviser le Canada en quatre zones d'incidences de l'ozone selon la fréquence des cas de concentrations excédant les objectifs fédéraux horaires de qualité de l'air acceptable et tolérable, et selon la concentration moyenne d'ozone pendant la saison de croissance végétale.

a) Sud-ouest de l'Ontario et du Québec (c.-à-d. le couloir reliant Windsor à la ville de Québec). L'objectif horaire de qualité de l'air tolérable pour l'ozone est régulièrement dépassé, et les concentrations moyennes pendant la saison de croissance végétale sont supérieures aux valeurs seuils des répercussions sur les forêts et les cultures[2, 3]. Environ 40 p. 100 de la population canadienne réside à l'intérieur de cette zone et la valeur commerciale des cultures vulnérables à l'ozone, qui croissent en Ontario, dépasse 650 millions de dollars.

b) Vancouver et la vallée du bas Fraser. La valeur horaire de qualité de l'air tolérable est fréquemment dépassée[4]; les concentrations en saison de croissance végétale sont souvent supérieures aux valeurs seuils des répercussions sur les forêts et les cultures. Les concentrations horaires maximales ont déjà atteint 265 pp 10^9, une concentration supérieure à celle d'un épisode de premier stade d'alerte à Los Angeles nécessitant des recommandations officielles en matières d'hygiène publique.

c) Provinces de Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick. L'objectif horaire de qualité de l'air acceptable est fréquemment dépassé et l'objectif horaire tolérable l'est occasionnellement[5]. Les concentrations moyennes en saison de croissance végétale sont voisines, mais en deçà du seuil des répercussions sur les forêts et les cultures, bien que la base actuelle de données de surveillance soit limitée.

d) Reste du Canada. L'objectif horaire de qualité de l'air acceptable pour l'ozone a été dépassé dans toutes les zones urbaines contrôlées[6]. Selon les données américaines, on devrait également observer des concentrations excessives dans les régions rurales, mais jusqu'à présent il y a eu très peu de contrôles.

Étant donné que les concentrations d'ozone dans les principales régions du Canada sont inacceptables en raison de leurs répercussions sur la santé et l'économie, il faut envisager des mesures de lutte contre ce polluant. Cependant, l'élaboration d'une stratégie optimale de lutte contre l'ozone doit tenir compte des sources d'émissions premières, des mécanismes de formation photochimique et de facteurs météorologiques.

2 Relations entre les sources et les secteurs vulnérables

La pollution par les oxydants photochimiques a été considérée au début comme un problème strictement urbain et les premières études ont surtout examiné le cas du bassin de Los Angeles[7]. Plus récemment, des concentrations élevées d'ozone ont été observées dans des régions rurales, et il a été constaté que des épisodes de fortes concentrations d'ozone peuvent survenir à l'échelle régionale sur des distances atteignant 1 000 km[8, 9, 10, 11]. Il a également été démontré que des épisodes de pollution régionale peuvent être associés à des conditions météorologiques synoptiques particulières[12, 13]. Les concentrations d'ozone mesurées à un endroit donné peuvent résulter de l'accumulation de cette substance produite par un certain nombre de sources différentes y compris des sources naturelles, des panaches urbains et le transport à longue distance à partir de régions éloignées[14]. Au Canada, le sud-ouest de l'Ontario et du Québec sont les secteurs les plus touchés par l'ozone provenant de sources éloignées, surtout américaines. Une augmentation de la concentration d'ozone, observée dans les régions sous le vent par rapport à Toronto et Montréal[12, 13], est due aux émissions de précurseurs dans ces villes. Dans les Maritimes, le transport à grande distance de l'ozone est le principal mécanisme à l'origine des épisodes d'ozone, les émissions locales ne constituant apparemment qu'un facteur négligeable[5]. Dans la région de Vancouver et dans la vallée du Fraser, les émissions de Vancouver sont les principales responsables du problème de l'ozone[4].

2.1 Composés précurseurs des oxydants photochimiques. L'ozone est un polluant secondaire formé principalement à partir de composés volatils (CV) et d'oxydes d'azote (NO_x), bien que d'autres composés comme le monoxyde de carbone (CO) jouent aussi un rôle. La quantité totale d'oxydants formés dépend de la quantité de réactifs organiques

présents. Ces derniers peuvent transformer l'oxyde nitrique en dioxyde d'azote et donc perturber l'équilibre NO_2-NO-O_3 normal. Les processus de formation photochimique qui produisent de l'ozone entraînent aussi la formation d'un certain nombre d'autres produits de réaction secondaire comme le peroxyde d'hydrogène, l'acide nitrique, le formaldéhyde, le nitrate de peroxyacétyie (ou PAN), etc. Étant donné qu'il est plus facile de mesurer l'ozone que d'autres produits photochimiques, les concentrations d'ozone sont utilisées comme indicatrices ou substituts de tous les composés oxydants.

La majorité des émissions de NO_x et de CV au Canada proviennent du secteur du transport, les véhicules légers constituant la source distincte la plus importante[15]. Dans les principales régions urbaines, les véhicules légers produisent de 25 à 40 p. 100 des émissions totales de CV et de NO_x (voir les tableaux 1 et 2). Les autres sources importantes de CV sont le raffinage et la commercialisation du pétrole, les véhicules lourds et l'application d'enduits. D'autres sources majeures de NO_x sont, entre autres, les centrales thermiques, la combustion d'hydrocarbures dans l'industrie et le commerce et les moteurs diesel.

TABLEAU 1 POURCENTAGE DES ÉMISSIONS TOTALES DE CV PAR SECTEUR SOURCE (1978)

Secteur source	Vancouver (%)	Toronto (%)	Montréal (%)
Transport			
Véhicules légers	38	40	27
Véhicules lourds	11	8	4
Autres	9	7	5
Combustion d'hydrocarbures	1	1	1
Processus industriels			
Raffinage du pétrole	12	5	31
Autres	2	4	7
Divers			
Commercialisation de l'essence	14	16	12
Enduits	7	11	7
Autres	6	8	6
ÉMISSIONS TOTALES (t/a)	95 700	176 500	224 500

TABLEAU 2 POURCENTAGE DES ÉMISSIONS TOTALES DE NO_x PAR SECTEUR SOURCE (1978)

Secteur source	Vancouver (%)	Toronto (%)	Montréal (%)
Transport			
Véhicules légers	34	27	25
Véhicules lourds	11	6	5
Moteurs diesel	23	19	23
Autres	12	8	7
Combustion d'hydrocarbures			
Centrales thermiques	1	16	1
Autres	16	21	29
Processus industriels			
Raffinage du pétrole	3	3	9
Autres	-	-	1
ÉMISSIONS TOTALES (t/a)	68 900	165 500	142 300

Des études atmosphériques effectuées dans un certain nombre de laboratoires au Canada et aux États-Unis ont indiqué qu'il faudrait réduire considérablement les émissions de composés précurseurs pour se conformer aux objectifs de qualité de l'air. Par exemple, à Los Angeles, une réduction de 85 p. 100 des émissions de CV serait nécessaire pour se conformer à la norme américaine de 0,12 ppm. En 1987, si les mesures antipollution actuelles étaient appliquées dans le bassin de Los Angeles les émissions de CV et de NO_x ne seraient réduites que dans la proportion de 33 p. 100 et de 23 p. 100 respectivement. Cependant, on croit que ces résultats contribueront à réduire de 27 p. 100 le nombre d'épisodes de premier stade d'alerte, ainsi que les concentrations de pointe d'ozone de 400 pp 10^9 à 290 pp 10^9 [16, 17].

Les résultats des recherches sur la réduction des émissions de sources mobiles doivent faire partie intégrante du programme global antipollution pour obtenir les diminutions requises des émissions de CV et de NO_x. En général, les mesures de réduction des émissions de CV sont moins coûteuses que celles visant à réduire les émissions de NO_x[18], mais dans les programmes actuels de lutte contre les NO_x, les mesures appliquées aux sources mobiles sont en général les plus rentables. Dans le cas des programmes de lutte contre les CV, la rentabilité relative de la réduction des sources

mobiles dépend surtout de la nature des autres sources d'émissions dans la région. En général, les programmes de réduction de sources mobiles comportent des coûts du même ordre de grandeur que ceux visant les principales sources d'émissions de CV.

2.2 **Modèles photochimiques.** Un inventaire bien conçu d'émissions doit fournir les renseignements nécessaires permettant la prise de décisions dans le contexte des stratégies de gestion atmosphérique. Cependant, ce n'est qu'avec le traitement mathématique des phénomènes de dispersion, de transport et de transformation chimique (c.-à-d. par modélisation) qu'il est possible d'établir un lien entre les variations d'émissions et les concentrations mesurées dans les secteurs cibles.

Les modèles peuvent être classés selon l'échelle spatiale (c.-à-d. urbaine ou régionale) qu'ils étudient, et selon la complexité du traitement mathématique des phénomènes de dispersion, de transport et de transformation chimique. Le degré de détail des données d'entrée doit croître avec la complexité du modèle.

Étant donné que les stratégies antipollution américaines ont jusqu'à présent surtout visé les zones urbaines, ce sont des modèles urbains qui ont été appliqués le plus généralement aux études de stratégies de lutte contre les oxydants[19]. Cependant, la plupart de ces modèles n'examinent pas les épisodes de plusieurs jours dans la zone urbaine ou les effets des émissions en aval de cette zone. De plus, les résultats quantitatifs des modèles ne sont pas universellement acceptés, même dans le cas de régions aussi intensément étudiées que St. Louis et Los Angeles[20, 21]. En dépit de cette situation, la planification et la mise en oeuvre de la stratégie antipollution américaine sont fondées sur les modèles urbains[22, 23].

Les modèles régionaux et de transport à grande distance (TGD) pour l'ozone, qui incorporent tous les éléments requis de transport, de diffusion, de photochimie en période d'éclairement et d'obscurité, etc., ne sont pas encore au point, bien qu'un certain nombre soient en cours d'élaboration[24, 25]. Ces modèles sont nécessaires à la préparation d'une stratégie antipollution réaliste pour les régions perturbées par l'ozone transporté dans l'atmosphère, mais il s'écoulera plusieurs années avant qu'il ne soit possible de les utiliser et d'en établir les résultats.

Le principal problème lié à l'utilisation d'un modèle au Canada, qu'il soit urbain ou régional, est l'absence d'une base de données suffisante. Un effort majeur sera nécessaire pour améliorer les données de contrôle des émissions et de l'air ambiant, particulièrement en ce qui concerne les CV. Cependant, il serait possible d'adapter et d'utiliser les modèles actuels pour obtenir une indication des effets des mesures antipollution plutôt que pour déterminer un rapport quantitatif entre la source et la cible.

3 Élaboration de la stratégie antipollution

La stratégie canadienne de lutte contre l'ozone et d'autres polluants photochimiques devrait être conçue pour réduire les concentrations de ces substances dans les deux régions les plus perturbées du Canada, soit celle de Vancouver - vallée du Fraser et le couloir Windsor - ville de Québec.

Une stratégie antipollution optimale devra reconnaître la nature différente des problèmes créés par l'ozone dans chaque région. Comme on l'a déjà indiqué, l'ozone qui pollue Vancouver provient de sources locales. En général, les concentrations maximales sont observées le jour lorsqu'une brise de mer souffle à cause des conditions météorologiques synoptiques stables et des températures relativement élevées des terres au voisinage des côtes. Cette brise de mer transporte les polluants émis par le centre-ville et la banlieue vers l'est. Ce sont les stations de contrôle les plus à l'est qui relèvent les plus fortes concentrations. L'importance des effets des émissions de Vancouver sur l'étendue des zones de cultures de la vallée du Fraser, situées en aval, est encore inconnue, ainsi que l'influence que peut avoir sur celles-ci les accumulations journalières de l'ozone et des précurseurs pendant les épisodes de plusieurs jours. La réduction de la visibilité est également une caractéristique significative des épisodes de pollution par l'ozone dans la région.

Dans le couloir situé entre Windsor et la ville de Québec, le transport à grande distance de l'ozone est souvent un facteur déterminant de l'importance des concentrations mesurées. Ces épisodes de pollution englobent fréquemment une grande partie de la région y compris parfois l'État de New York. La présence d'un "amas" d'ozone en aval de Toronto a fait l'objet d'études poussées et on pense qu'il en existe également un en aval de Montréal. Les épisodes de pollution par l'ozone surviennent habituellement quand un système de haute pression stationnaire au-dessus de la côte est des États-Unis produit une circulation du sud-ouest avec des vents modérés à forts. Les analyses de trajectoire des polluants transportés par le vent indiquent que les principales régions sources aux États-Unis incluent le Michigan, l'Ohio, l'Indiana, New York et la Pennsylvanie. Les masses d'air qui se déplacent en direction de Montréal passent souvent par l'Ontario.

Bien que la nature des épisodes soit différente dans les deux régions, l'examen des données montre clairement que les fortes concentrations d'ozone sont un phénomène courant et que la gravité et la durée des épisodes de pollution par l'ozone menacent sérieusement la santé et la propriété. Les données n'indiquent aucune amélioration de la situation et le recours à des mesures énergiques pour améliorer la qualité de l'air dans les régions s'impose.

Comme il a été indiqué antérieurement, seule l'utilisation de modèles permet d'établir un rapport numérique entre les réductions visées des émissions et les répercussions des valeurs réduites des oxydants. Il est évident que, pour chaque région, il faut employer un modèle qui reproduit les conditions d'un épisode de pollution par l'ozone et montre l'effet des stratégies antipollution. Malheureusement, comme on sait déjà, il n'existe pas de modèles directement applicables et les bases de données dans le secteur des mesures des émissions et de l'air ne sont pas suffisantes pour permettre le développement de modèles représentatifs. Il faudrait au moins de six à sept ans pour mettre au point ces modèles et ces bases de données, même si ces secteurs devenaient hautement prioritaires et recevaient immédiatement des fonds considérables. Il semble que toute stratégie antipollution envisagée devra traiter des aspects qualitatifs du rapport entre la source et la cible plutôt que des aspects quantitatifs. Dans ce contexte, il est utile d'examiner certaines controverses en rapport avec le choix d'une stratégie optimale de lutte contre la pollution par l'ozone.

3.1 Réduction des émissions de NO_X ou des émissions de CV. Étant donné que les émissions de NO_X et de CV sont considérées comme étant les précurseurs des oxydants photochimiques, il est logique de supposer que la meilleure façon de réduire les concentrations d'oxydants serait de réduire les concentrations de ces deux précurseurs. Malheureusement, la réalité n'est pas aussi simple car la controverse est due en grande partie aux différents choix possibles, c'est-à-dire la réduction des CV, la réduction des NO_X ou la réduction des deux comme stratégie optimale de lutte[26].

La grande majorité de la communauté scientifique croit toutefois que la réduction des concentrations de CV entraînera celle des concentrations d'ozone. La politique de l'Environmental Protection Agency (É.-U.), élaborée en 1971 et mise à jour en 1976, visait à réduire les concentrations de CV seulement pour diminuer les concentrations d'oxydants[23]. Les mesures de lutte contre les NO_X n'ont été utilisées que pour réduire les effets de ce polluant et non pas à cause des effets de NO_X sur les oxydants photochimiques. Cependant, la politique antipollution visant les CV seulement s'appuyait sur l'hypothèse que les oxydants constituaient un problème urbain de pollution de l'air et que les concentrations locales élevées d'ozone étaient causées par des émissions locales de précurseurs. La découverte du problème rural de l'ozone et du lien entre les émissions urbaines et les concentrations rurales d'ozone par suite du transport à grande distance des polluants a modifié complètement la situation. Il est devenu évident que les

stratégies antipollution en milieu urbain ne pouvaient être élaborées sans tenir compte de leurs effets ruraux et régionaux.

Aux États-Unis, surtout depuis 1976, on a consacré beaucoup d'énergie à déterminer l'efficacité de la planification et de la mise en oeuvre des stratégies antipollution. Des études effectuées sur le terrain et dans des chambres de "smog" ont produit toute une gamme de résultats et donné lieu à des affirmations et contre-affirmations. Les hypothèses les plus généralement acceptées sont les suivantes:

1) Dans les cas d'épisodes d'une seule journée en milieu urbain, causés par des émissions locales, la lutte contre les seuls CV est la plus efficace pour réduire les concentrations d'ozone dans l'atmosphère urbaine qui contient des concentrations typiques de CV/NO_x. Les réductions des concentrations de CV ne provoquent pas de diminution linéaire de l'ozone[27].

2) Dans le cas d'épisodes d'une seule journée, les baisses de NO_x à des concentrations constantes de CV peuvent, avec certains rapports CV/NO_x, entraîner une augmentation des concentrations d'ozone dans les régions urbaines[28]. Les émissions de NO_x éliminent initialement l'ozone dont la concentration est très réduite près des sources importantes de NO_x comme les routes. Les secteurs où il y a des concentrations très réduites d'ozone sont limités, mais celles-ci ont probablement un effet sur les relevés d'un grand nombre de stations de contrôle de l'ozone. L'augmentation des niveaux de NO_x retarde la formation de l'ozone et la concentration maximale peut se déplacer avec le vent vers une zone plus éloignée[29, 30].

3) Dans le cas d'épisodes qui durent plusieurs jours, la situation n'est pas claire. On semble croire que la limite des CV aura moins d'impact sur les concentrations maximales d'ozone dans les régions urbaines et même plus loin dans la direction du vent. Les épisodes de plusieurs jours sont beaucoup plus difficiles à simuler et (ou) à modéliser. L'effet de la réduction des concentrations de NO_x sur les épisodes est incertain[31].

4) La réduction des concentrations de NO_x dans les régions urbaines est susceptible de diminuer les concentrations d'ozone dans les régions rurales en aval. En présence de rapports CV/NO_x élevés, comme ceux qui existent dans la plupart des régions rurales, la formation de l'ozone est limitée par la quantité de NO_x présent[31].

5) Dans le cas de transport à grande distance de fortes concentrations d'ozone vers les régions urbaines, la réduction des concentrations de CV ou de NO_x a très peu d'effet dans la zone urbaine elle-même, mais elle devrait réduire les concentrations

maximales d'ozone en aval. Les baisses régionales de CV et de NO_x devraient contribuer à diminuer les possibilités de formation d'ozone dans les masses d'air transportées[31, 32, 33, 34].

6) La diminution des concentrations de NO_x et de CV réduira les concentrations de produits secondaires comme les sulfates, le PAN, l'acide nitrique, l'acroléine et les nitrosamines dans une zone urbaine qui dégage de telles émissions et en aval de celle-ci[31, 33, 34]. Il a été démontré que le NO_x initial était presque totalement transformé en PAN et en acide nitrique à un taux de 16 à 19 p. 100 à l'heure[35, 36].

La communauté scientifique ne s'entend pas encore sur une stratégie antipollution optimale. Il existe de nombreux désaccords concernant les limites de la modélisation et des expériences en laboratoire (les études sur le terrain et en laboratoire se contredisent fréquemment) et la caractérisation incomplète des composés d'amorce, intermédiaires et produits des réactions photochimiques[37]. Les paramètres photochimiques et météorologiques qui modifient la formation de l'ozone sont nombreux et complexes et plusieurs sont hors de la portée de notre capacité de mesure. Le manque de statistiques exactes pour constituer un inventaire des émissions a nui aux tentatives visant à établir une corrélation entre les tendances des émissions et les tendances des concentrations ambiantes[24, 28], et le peu d'études effectuées sur les répercussions des polluants photochimiques autres que l'ozone, dans les domaines de la santé et de l'environnement, retarde l'élaboration d'une analyse de rentabilité des moyens de lutte contre ces polluants[39, 40].

3.2 **Ozone stratosphérique.** Il est nécessaire d'étudier les contributions de l'ozone stratosphérique au problème de l'ozone dans les régions rurales et urbaines afin de pouvoir évaluer correctement les avantages de la réduction des émissions de sources anthropiques.

Il ne fait aucun doute que l'arrivée de masses d'air stratosphérique, riches en ozone, peut élever les concentrations d'ozone au niveau du sol au-delà de l'objectif horaire de qualité de l'air pour cette substance[41, 42, 43]. Cependant, ces cas sont rares et isolés. En général, l'ozone stratosphérique contribue pour moins de 35 pp 10^9 à la charge moyenne quotidienne d'ozone et pour moins de 20 à 45 pp 10^9 aux moyennes horaires maximales (c.-à-d. 30 p. 100 de la concentration horaire maximale tolérable)[41, 42, 43]. Bien qu'il soit rare que le seul ozone stratosphérique hausse la concentration de cette substance au-delà des objectifs de qualité de l'air, on pense que celle-ci pourrait déclencher des réactions photochimiques et qu'elle devrait être incluse dans les modélisations.

3.3 Émissions organiques biogéniques. Les concentrations d'oxydants en milieu rural ont déjà été attribuées aux émissions organiques végétales. Les premiers inventaires de ces émissions ont indiqué qu'à l'échelle continentale, les émissions organiques biogéniques étaient considérablement plus élevées que celles de sources anthropiques[44, 45]. La découverte de la réactivité élevée du terpène a conduit certains chercheurs et hommes politiques à conclure que le problème de l'ozone était causé par des émissions naturelles[46]. Comme dans le cas de l'ozone stratosphérique, il est nécessaire de déterminer l'importance des émissions biogéniques pour évaluer les avantages d'une réduction de ces émissions.

Les connaissances actuelles sur ce sujet peuvent être résumées de la façon suivante:

1) Les estimations actuelles des émissions organiques biogéniques sont probablement gonflées[47]; les émissions calculées ne concordent pas avec les mesures de l'air ambiant, ces dernières étant considérées plus dignes de confiance[48, 49].
2) Toutes les zones observées contenaient des concentrations très faibles d'hydrocarbures biogéniques. Les matières organiques biogéniques sont négligeables dans les régions urbaines[48, 49].
3) Les matières organiques biogéniques réagissent de façon comparable à un mélange urbain typique de matières organiques anthropiques. Les concentrations de NO_x sont faibles dans les régions rurales et la formation d'ozone par photo-oxydation des matières organiques biogéniques est improbable. Ces dernières pourraient constituer des drains plutôt que des sources d'ozone[46, 50, 51].
4) Les émissions organiques biogéniques seraient un facteur significatif lors du transport à grande distance de masses d'air pollué et devraient être incluses dans toute modélisation du transport à grande distance de l'ozone.

3.4 Transport. Le concept du transport à grande distance de l'ozone est maintenant accepté par l'ensemble de la collectivité scientifique. L'ozone en altitude, en l'absence d'émissions récentes de précurseurs ou de contact avec le sol, est très stable et peut être transporté à de très grandes distances[5]. L'apparition d'épisodes régionaux de fortes concentrations d'ozone est bien documentée particulièrement dans le nord-est des États-Unis et au Canada[3, 4, 8, 14].

Le phénomène du transport de l'ozone est un facteur important qui permet d'expliquer la présence d'ozone dans les régions rurales et de déterminer la nécessité

d'appliquer des stratégies antipollution régionales. Bien que ce concept du transport soit accepté, il n'est pas complètement compris et un certain nombre de questions importantes demeurent liées à la distance maximale du transport de l'ozone et de l'effet des émissions locales récentes sur les concentrations maximales d'ozone pendant le transport[22].

3.5 Choix d'une stratégie antipollution. Les concentrations naturelles d'ozone, causées par l'arrivée de masses d'air stratosphérique et la photo-oxydation des émissions biogéniques, contribuent pour environ 35 pp 10^9 aux concentrations d'ozone moyennes à long terme et ne jouent pas habituellement un rôle significatif dans la formation de concentrations de pointe d'ozone dans les régions urbaines et rurales. La réalisation des objectifs de qualité de l'air ne sera possible que par la réduction des émissions de sources anthropiques.

Étant donné que l'Est du Canada est une région cible du transport à longue distance de l'ozone dont la charge est accrue par les émissions locales, toute stratégie optimale devrait prévoir la réduction des émissions locales de NO_x et CV. Comme il est indiqué à la section 3.1, les principaux effets de cette stratégie seraient la réduction de concentrations d'ozone dans les régions rurales, la réduction des concentrations d'autres produits de réaction, comme l'acide nitrique, les sulfates et le PAN, et l'atténuation des conséquences des émissions d'une province sur les régions en aval. La réduction des émissions de NO_x et de CV empêcherait l'augmentation des concentrations d'ozone dans les régions urbaines, un phénomène théoriquement possible avec la réduction des seules concentrations de NO_x. La réduction des émissions américaines de NO_x et de CV semble également nécessaire pour atténuer les conséquences de ces polluants dans l'Est du Canada. Cependant on notera que les normes américaines pour les émissions de NO_x et de CV par les sources stationnaires et mobiles sont déjà plus rigoureuses que les normes canadiennes. Les États-Unis semblent s'écarter d'une stratégie strictement orientée vers la lutte contre les oxydants dans les régions urbaines pour favoriser une stratégie plus régionale qui tiendrait compte des effets ruraux.

Quant à l'autre région canadienne la plus touchée, soit le secteur Vancouver - vallée du Fraser, la réduction des émissions de CV et de NO_x semble être la solution la plus efficace. Dans ce cas également il ne devrait pas y avoir d'augmentation de la concentration locale d'ozone en milieu urbain.

4 Résumé

Les connaissances que nous possédons sur les concentrations mesurées d'ozone et leurs effets manifestes prouvent que la pollution atmosphérique par les oxydants photochimiques est un problème urgent de l'environnement canadien. L'exposé qui précède montre que toute tentative faite présentement pour établir un rapport quantitatif entre les émissions de composés précurseurs et les variations des concentrations dans les secteurs cibles a peu de chance de réussir. Des résultats quantitatifs seront peut-être obtenus dans six à dix ans, mais il est peu probable qu'ils soient exempts d'incertitudes. Étant donné le temps requis pour mettre en application la plupart des mesures antipollution (5 à 10 ans), une décision prise actuellement de ne pas tenter de réduire d'une façon ou d'une autre les concentrations d'ozone signifierait la continuation, pendant une période de 10 à 20 ans encore, des mêmes effets de pollution, ou leur aggravation. On croit qu'il existe suffisamment de données actuellement pour prendre des mesures antipollution en s'appuyant sur les aspects qualitatifs des rapports entre la source et la région cible pour l'ozone. La démarche la plus logique, particulièrement pour l'Est du Canada, serait la réduction des composés précurseurs de CV et de NO_x et par conséquent, des effets des oxydants photochimiques produits par les émissions locales. La réduction de la concentration d'ozone ne constituera qu'un des avantages de la diminution des émissions. On devrait également observer la réduction d'une foule d'autres produits photochimiques comme l'acide nitrique, le PAN, les nitrates, les sulfates, les aldéhydes et les acides organiques.

Comme les véhicules légers constituent le principal apport sectoriel aux émissions totales de CV et NO_x au Canada, toute stratégie globale antipollution doit comporter la réduction des polluants émis par cette source. Cependant, la réglementation de cette seule source ne réduira par les concentrations d'ozone à des niveaux acceptables dans toutes les principales régions qui en subissent les répercussions. Dans le cas de Vancouver, une réduction majeure des émissions de CV et de NO_x de toutes les sources est nécessaire, et cet objectif est probablement au-delà des capacités de la meilleure technologie antipollution pratique actuelle. Dans le sud-est du Canada, il faut une intensification des efforts américains antipollution visant les CV et les NO_x, ainsi que la réduction des émissions locales. Bien que la réduction des seules émissions de CV et de NO_x des véhicules légers ne permette pas d'atteindre les objectifs de qualité de l'air pour l'ozone, elle contribuera à réduire les concentrations de pointe d'ozone et à en atténuer les effets.

Références*

1. Kolomeychuk, R.J., K.L. Yeager, and A. Yassi, "Effects of Automotive Emissions" (1983), Report to EPS, Environment Canada (unpublished).

2. Shenfeld, L., D. Yap, and J. Kurtz, "Long Range Transport of Ozone into and Across Southern Ontario", Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

3. Concord Scientific Corporation, "Montreal-Quebec City Oxidants Study", CSC Report 110.255WP to Environmental Protection Service, Environment Canada (1983).

4. Concord Scientific Corporation, "Vancouver Oxidant Study - Air Quality Analysis", CSC Report 110.127 to Environmental Protection Service, Environment Canada (1982).

5. Concord Scientific Corporation, "New Brunswick-Nova Scotia Oxidants Study", CSC Report 110.229 to Environmental Protection Service, Environment Canada (1983).

6. Environment Canada, Environmental Protection Service, "National Air Pollution Surveillance Network Annual Reports", 1970-82.

7. Altshuller, A.O. and J.J. Bufalini, "Photochemical aspects of air pollution: a review", Environmental Science and Technology 5: 39 (1971).

8. Wolff, G. and P. Lioy, "Development of an Ozone River Associated with Synoptic Scale Episodes in the Eastern United States", Environmental Science and Technology 14: 1257-1260 (1980).

9. Wolff, G.T., P.J. Lioy, G.D. Wight, R.E. Meyers, and R.T. Cederwall, "An investigation of long range transport of ozone across the Midwestern and Eastern United States", Atmospheric Environment 44: 1257-1260 (1977).

10. Wight, G.D., G.T. Wolff, P.J. Lioy, R.E. Meyers, and R.T. Cederwall, "Formation and Transport of Ozone in the Northeastern Quadrant of the United States", Air Quality and Atmospheric Ozone, ASTM STP 653, American Society for Testing and Materials (1978).

11. Evans, G., P. Finkelstein, B. Martin, N. Possiel, and M. Graves, "Ozone measurements from a network of remote sites", Journal of the Air Pollution Control Association 33 (4): 291-297 (1983).

12. Mukammal, E.I., H.H. Neumann, and T.J. Gillespie, "Meteorological conditions associated with ozone in southwestern Ontario, Canada", Atmospheric Environment 16: 2095-2106 (1982).

* Liste reproduite de l'anglais

13. Vukovich, F.M., W.D. Back, Jr., B.W. Crissman, and W.J. King, "On the relationships between high ozone in the rural surface layer and high pressure systems", Atmospheric Environment 11: 967-983 (1977).

14. Spicer, C.W., D.W. Joseph, P.R. Sticksel, and G.F. Ward, "Ozone sources and transport in the northeastern United States", Environmental Science and Technology 13: 975-985 (1979).

15. Environment Canada, Environmental Protection Service, "A Nationwide Inventory of Emissions of Air Contaminants (1976)", Environmental Protection Service Report EPS 3-AP-80-1 (1981).

16. South Coast Air Quality Management District, Planning Division, "Level III EKMA Ozone Modeling Screening Analysis for 1982 Air Quality Management Planning Revision in the South Coast Air Basin (Draft)" Technical Paper No. 6. Air Quality Management Planning Division (1982).

17. Southern California Association of Governments, "Draft Air Quality Management Plan". 2982 Revision. Draft Appendix No. VI-A: Ozone Analysis for the South Coast Air Basin. 1982 Air Quality Management Planning Revision," South Coast Air Quality Management District (1982).

18. Organization for Economic Cooperation and Development, "Development of Photochemial Oxidants Control Strategies Within an Urban Airshed. Draft Final Report", Environment Directorate, Air Management Policy Group ENV/AIR/82.6 (1983).

19. U.S. Environmental Protection Agency, "The Use of Photochemical Models in Urban Ozone Studies", Office of Air Quality, Planning and Standards, EPA 450/4-79-025 (1979).

20. Pitts, J.N., Jr., A.M. Winer, R. Atkinson, and W.P.O. Carter, Comments on "Effect of Nitrogen Oxide Emissions on Ozone Levels in Metropolitan Regions" (W.B. Innes), "Effect of NO_x Emission Rates on Smog Formation in the California South Coast Air Basin" (D.P. Chock, A.M. Dunker, S. Kuman and C.S. Sloane) and "Effect of Hydrocarbon and NO_x on Photochemical Smog Formation under Simulated Transport Conditions" (W.A. Glasson). Replies by the authors. Environmental Science and Technology 17 (1): 54-63 (1983).

21. Schere, K.L. and J.H. Shreffler, "Final Evaluation of Urban-Scale Photochemical Air Quality, Simulation Model", U.S. Environmental Protection Agency Report (1982).

22. Dimitriades, S. and A.P. Altshuller, "International Conference on Oxidant Problems: Analysis of the Evidence/Viewpoints Presented", JAPCA 27 (4): 299-307 (1977).

23. U.S. Environmental Protection Agency, "Example Control Strategy for Ozone. Volume I: General Guidance for Nonattainment Areas", Guidelines Series, Office of Air Quality, Planning and Standards. EPA 450/2-79-002a, OAQPS No. 2.2-120. Research Triangle Park, North Carolina (1979).

24. U.S. Environmental Protection Agency and Organization for Economic cooperation and Development, "International Conference on Long Range Transport Models for Photochemical Oxidants and their Precursors", RPT, N.C. Apr. 12-14 1983.

25. Lamb, R.G., "A Regional Scale (1000 km) Model of Photochemical Air Pollution. Part I: Theoretical Formulation", Unpublished Report (1982).

26. U.S. Environmental Protection Agency, "International Conference on Oxidants, 1976: The Issue of Optimum Oxidant Control Strategy", U.S. EPA/600/3-77-120 (1977).

27. Dodge, N.C., "Combined Use of Modeling Techniques and Smog Chamber Data to Derive Ozone Precursor Relationships", U.S. EPA-6003-77-0016 (1977).

28. Innes, G. "Effect of nitrogen oxide emissions on ozone levels in metropolitan regions", Environmental Science and Technology 15: 904 (1981).

29. Dimitriades, B., "An alternative to the Appendix-J method for calculating oxidant and NO_2 related control requirements", Presented at the International Conference on Photochemical Oxidant Pollution and Its Control, EPA 600/3-77-001, Raleigh, North Carolina (1976).

30. Dimitriades, B., "Oxidant Control Strategies, Part I. Urban oxidant control strategy derived from existing smog chamber data", Environmental Science and Technology 11: 80 (1977).

31. Singh, H.B., "Survey of the Role of NO_x in Non-urban Ozone Formation", U.S. EPA Report 450/4-79-035 (1979).

32. Dabbert, W.F. & H.B. Singh, "A Preliminary Investigation of the Effectiveness of Air Pollution Emergency Plans", Int. Conf. Ox Poll., Proc 2:837-848, U.S. EPA, RTP, N.C. 1977.

33. Graedel, T.E., L.A. Farrow, and T.A. Weber, "Urban kinetic chemical calculations with altered source conditions", Atmospheric Environment 12: 1403 (1978).

34. Cleveland, W.S. and T.E. Graedel, "Photochemical air pollution in the Norteastern United States," Science 204 (4399): 1373 (1979).

35. Clavert, J.G., and W.R. Stockwell, "Acid generation in the troposphere by gas-phase chemistry", Environmental Science and Technology 17 (9): 428-443 (1983).

36. Spicer, C.W., "Nitrate/Precursor Relationships in Urban Air - A Smog Chamber Invetigation", Environmental Science and Technology 16 (1982).

37. Finlayson, B.J., and J.N. Pitts, Environmental Science and Technology 7.75 (1977).

38. Davis N., and J. Trijonis, "Historical Emissions and Ozone Trends in the Houston Area", U.S. EPA - 600/3-81-027 (1981).

39. Pitts, J.N., "Keys to Photochemical Smog Control", Environmental Science and Technology 11(5), 456-461 (1977).

40. U.S. Environmental Protecton Agency, "Conference on Biomedical Effect of Ozone and other Photochemical Pollutants", Pinehurst, N.C. 1982.

41. Singh, H.B., W. Viezee, W.B. Johnson, and F.L. Ludwig, "The impact of stratospheric ozone on tropospheric air quality", Journal of the Air Pollution Control Association 30: 109 (1980).

42. Viezee, W. et al, "Stratospheric Ozone in the Lower Troposphere: Assessment of Downward Flux and Ground Level Impact", Atmospheric Environment 17 (10): 1979-1983 (1983).

43. Chung Y.S. and T. Dann, "A Literature Review of Ozone in the Atmosphere and an Interpretation of Exceptionally High Values of Surface Ozone Recorded at Regina, Saskatchewan", Environment Canada (1983).

44. Environment Canada, Air Pollution Control Directorate, "National Inventory of Natural Sources and Emissions of Organic Compounds" (1981).

45. Rasmussen, R.A., and F.W. Went, "Volatile Organic Material of Plant Origin in the Atmosphere", Proceedings National Academy of Science 53: 215 (1965).

46. Arnst, R.R., W.B. Peterson, R.L. Seila, and B.W. Gay, Jr., "Estimates of α-pinene Emissions from a Loblolly Pine Forest using an Atmospheric Diffusion Model", Atmospheric Environment 16: 2127 (1982).

47. U.S. Environmental Protection Agency, "Impact of Natural Hydrocarbons on Air Quality", Environmental Sciences Research Laboratory. EPA 600/2-80-086 (1980).

48. Arnst et al, "Biogenic Hydrocarbon Contributions to the Ambient Air of Selected Areas", U.S. EPA 600/3-80-023 (1980).

49. Dimitriades, B., "The role of natural organics in photochemical air pollution. Issues and Research", Journal of the Air Pollution Control Association 31 (3): 229-234 (1981).

50. Dodge, N.C., "A Modelling Study of the effect of Biogenic Hydrocarbons on Rural Ozone Formation", Jour. of Env. Sci. and Health (1980).

51. Lloyd, A.C., R. Atkinson, F.W. Lurman, and B. Nitta, "Modelling potential ozone impacts from natural hydrocarbons, Part I and Part II", Atmospheric Environment 17 (10): 1951-1963 (1983).

52. Hov. O., E. Hesstvedt, and I.S.A. Isakesen, "Long-range transport of tropospheric ozone", Nature 273: 341-344 (1978).